Waldbewirtschaftung und Biodiversität: Vielfalt ist gefragt!

Mit Ausnahme der Diskussionen zu den Auswirkungen zu hoher Schalenwilddichten wird in der Forstwirtschaft kaum ein Thema derzeit so leidenschaftlich diskutiert wie die Auswirkungen der Waldbewirtschaftung auf die Biodiversität [2, 3, 4]. Hierbei stehen Buchenwälder aufgrund ihres in Mitteleuropa gelegenen Verbreitungsschwerpunkts im Vordergrund der Diskussionen. Viele dieser Debatten münden letztlich in der Frage, ob und wenn ja wie viel der bislang bewirtschafteten Waldfläche über die bisher vorhandenen Naturwaldflächen hinaus aus der Nutzung genommen werden sollte [5].

Christian Ammer, Peter Schall, Martin M. Goßner, Markus Fischer et al. *)

Während Forstwirtschaft und Naturschutz bei der Frage nach dem Umfang ungenutzter Waldflächen also nach wie vor um einen Kompromiss ringen, besteht zwischen den Kontrahenten weitgehend Einigkeit darüber, wie Buchenwälder mit Blick auf die Biodiversität bewirtschaftet werden sollten: so wird selektiven Eingriffen, der Einzelbaumentnahme und dem Aufbau ungleichaltriger Strukuren, Vorrang vor traditionellen Verfahren wie Schirm- oder Lochhieben gegeben [6, 7, 8], bei denen es zeitweilig zu größeren Kronenöffnungen kommt.

Ein methodisches Problem bei der Frage nach den Auswirkungen der Waldbewirtschaftung im Allgemeinen und nach der Art der Bewirtschaftung im Besonderen besteht darin, dass in der Vergangenheit zumeist nur Paarvergleiche angestellt wurden, also einzelne Bestände (bewirtschaftete versus unbewirtschaftete Bestände, gleichaltrige versus ungleichaltrige Bestände), nicht aber ganze Waldbausysteme verglichen wurden.

Auf Landschaftsebene betrachtet zeichnet sich jedoch insbesondere der Altersklassenwald dadurch aus, dass er aus Beständen mit unterschiedlichen Entwicklungsphasen besteht; eine Phase herauszugreifen ist demnach für das Gesamtsystem wenig aussagekräftig. Dieser Aspekt ist insbesondere mit Blick auf die Biodiversität wichtig, denn auf der Landschaftsebene (oder der Ebene eines Forstbetriebes) ist die sogenannte Gamma-Diversität von Bedeutung, die sich aus der lokalen Alpha-Diversität (z. B. mittlere Artenzahl pro Bestand) und den Unterschieden zwischen Beständen, also dem Artenwechsel, zusammensetzt (Beta-Diversität). Dies bedeutet, dass eine zuverlässige Aussage zur Wirkung der Waldbewirtschaftung auf die Biodiversität auf der Skala der Landschaft (bzw. eines Betriebes) nur möglich ist, wenn sie sich auf viele Flächen stützt, die möglichst alle relevanten Bestandesphasen umfassen bzw. unterschiedliche örtliche Gegebenheiten angemessen repräsentieren [9].

Zudem sollten nicht nur einzelne, einfach zu erfassende Artengruppen betrachtet werden, sondern möglichst viele taxonomische Gruppen Berück-

Waldbehandlungssystem	Altersklassenwald	Plenterwald	Naturwald
Anzahl der Flächen	17	13	12
Meereshöhe (m ü. NN)	429,6 ± 50,8	425,0 ± 55,6	373,4 ± 42,4
Hangneigung (°)	3,1 ± 1,8	3,8 ± 1,8	3,5 ± 1,1
Bodentyp (Zahl der Flächen)	Parabraunerde: 13 Pseudogley: 4	Parabraunerde: 10 Pseudogley: 3	Parabraunerde: 9 Pseudogley: 3
Mittlere Lufttemperatur (°C)*	7,3 ± 0,3	7,3 ± 0,3	7,4 ± 0,3
Tägliche Temperaturschwankung (°C)	7,6 ± 1,3	6,9 ± 0,3	6,6 ± 0,3
Mittlerer Abstand der Flächen (km)	13,9 ± 9,4	13,9 ± 12,4	2,7 ± 1,7
Grundfläche (m^2 ha^{-1})	22,6 ± 12,2	26,9 ± 3,3	33,5 ± 3,5
Grundflächenanteil der Buche (%)	87,3 ± 13,3	95,5 ± 2,8	81,0 ± 10,8
Stammzahl (N ha^{-1})	407,1 ± 427,5	273,9 ± 68,4	396 ± 113,8
Zahl der Bäume > 65 cm Bhd (N ha^{-1})	4,5 ± 6,3	17,9 ± 9,8	20,2 ± 9,2
Maximaler Bhd (cm)	71,6 ± 13,9	84,5 ± 8,2	92,3 ± 11,4
Standardabweichung der Bhds je Plot (cm)	11,6 ± 5,0	19,5 ± 2,4	18,1 ± 3,0
Zahl der Baumarten	4,5 ± 2,0	4,2 ± 1,5	5,6 ± 1,4
Totholzvolumen (m^3 ha^{-1})	27,8 ± 12,1	17,7 ± 8,2	21,6 ± 13,5

Tab. 1: Zusammenfassende Charakteristika der Untersuchungsbestände

Schneller Überblick

- Räumliche und zeitliche Heterogenität des Waldaufbaus auf Landschaftsebene fördert die Biodiversität
- Forstliche Bewirtschaftung wirkt sich nicht per se negativ auf die Biodiversität aus

*) Weitere Mitautoren, die mit Daten und Diskussionen zu der Studie beigetragen haben: Steffi Heinrichs, Steffen Boch, Daniel Prati, Kirsten Jung, Vanessa Baumgartner, Stefan Blaser, Stefan Böhm, François Buscot, Rolf Daniel, Kezia Goldmann, Kristin Kaiser, Tiemo Kahl, Markus Lange, Jörg Müller, Jörg Overmann, Swen C. Renner, Ernst-Detlef Schulze, Johannes Sikorski, Marco Tschapka, Manfred Türke, Wolfgang W. Weisser, Bernd Wemheuer, Tesfaye Wubet

VISIT…

LANZAROTE Caliente.com

Material und Methoden

Untersuchungsgebiete und -bestände

Für die Untersuchung wurden die 42 in Thüringen gelegenen Bestände der Biodiversitätsexploratorien in Hainich, Westerwald und Dün (51° 02' 45" N bis 51° 22' 12" N, 10° 12' 28" E bis 10° 32' 03" E) herangezogen (Tab. 1), die von der Buche dominiert werden. Das geologische Ausgangsmaterial ist Muschelkalk, örtlich bedeckt von periglazialem Löss. Natürlicherweise dominiert die Buche. Aufgrund des Nährstoffreichtums der Standorte sind am Waldaufbau auch Baumarten wie Esche und Bergahorn, sowie Linden- und Ulmenarten beteiligt. 17 Bestände repräsentieren unterschiedliche Phasen des Schirmschlagbetriebes: 3 Dickungen (ca. 20-jährig), 3 Stangenhölzer (20-40-jährig), 4 schwache bis mittlere Baumhölzer (40-80-jährig), 4 starke Baumhölzer (80-120-jährig), 3 Verjüngungsbestände (Schirmschläge, 120-140-jährig), während 13 Bestände die Datenbasis für den Plenterwaldbetrieb und 12 für den ungenutzten Naturwald darstellen (Tab. 1).

Datengrundlage und -analyse

Innerhalb von vier aufeinanderfolgenden Jahren wurden auf den 42 Flächen nach standardisierten Methoden Daten zu folgenden Artengruppen erhoben: Fledermäuse, Vögel, Spinnen, Weberknechte, Käfer, Hautflügler, Netzflügler, Wanzen, Gefäßpflanzen, Moose, Flechten, Totholzpilze, Ektomykorrhizapilze, Bakterien RNA bzw. DNA (als Maß für aktive und inaktive Bakterien). Das Vorkommen von Arten dieser Gruppen in den unterschiedlichen Betriebsformen wurde mit sogenannten Artenakkumulationskurven analysiert (Abb. 1). Dabei werden, beginnend mit der Artenzahl einer bestimmten taxonomischen Gruppe einer Fläche, für jede hinzukommende Fläche derselben Betriebsform jene Arten gezählt, die auf der ersten (bzw. der ersten und der zweiten, bzw. der ersten, zweiten und dritten, …, usw.) Fläche noch nicht vorhanden waren. Daraus ergeben sich die in Abb. 1 gezeigten Sättigungskurven, deren Verlauf darauf beruht, dass es mit jeder hinzukommenden Fläche immer unwahrscheinlicher wird, auf den jeweils hinzukommenden Flächen viele neue Arten zu finden. Bei dieser Art der Betrachtung (0D in Abb. 1) wird jede Art gleich gewertet, gleichgültig, ob sie auf nur einer Fläche vorkommt oder auf mehreren Flächen zu finden ist. Da es für die Biodiversität aber einen Unterschied macht, ob Arten regelmäßig oder nur vereinzelt vorhanden sind, kann ihre Frequenz durch verschiedene Maßzahlen in unterschiedlicher Stärke berücksichtigt werden (in Abb. 1 durch den exponentiellen Shannon-Index (1D) entsprechend ihrer Frequenz bzw. durch den inversen Simpson-Index (2D) mit stärkerer Gewichtung häufig vorhandener Arten). Durch Interpolation und Extrapolation, die auf Basis des geschätzten Gesamtartenpools bis zu einem bestimmten Punkt möglich ist, können auch unterschiedlich große Stichproben (wie bei uns der Fall) verglichen werden.

In der Einleitung wurde bereits darauf hingewiesen, dass viele bisherige Untersuchungen lediglich Paarvergleiche durchgeführt haben, indem sie die mittlere Artenzahl pro Bestand (Alpha-Diversität) zwischen zwei Betriebsformen verglichen haben. Da die mittlere Artenzahl aber nichts darüber aussagt, aus wie vielen unterschiedlichen Arten sie sich zusammensetzt, ist die sogenannte Beta-Diversität, die die Zahl der unterschiedlichen Arten in den einzelnen Beständen einer Betriebsform benennt, ebenfalls von Belang. Beide zusammen, also Alpha- und Beta-Diversität, ergeben die Gamma-Diversität. Ein Bespiel: Verglichen wird die Artenzahl von jeweils 2 Flächen einer Behandlung A mit jener von 2 Flächen einer Behandlung B. Folgende Werte wurden erhoben: Behandlung A Fläche 1 (= A1): 7 Arten, A2: 3 Arten (von denen 2 auch schon auf Fläche A1 vorgekommen sind). Für Behandlung B sind auf beiden Flächen (B1, B2) jeweils 5 Arten gefunden worden, es handelt sich dabei aber um jeweils andere Arten. Im Beispiel würde sich für Behandlung A eine Gamma-Diversität von 8 Arten ergeben (also die Summe aller unterschiedlichen Arten aus A1 und A2) und eine Alpha-Diversität von 5 (Mittel von 7 und 3). Daraus folgt eine Beta-Diversität von 3 (= 8 - 5). Für Behandlung B würden die entsprechenden Werte wie folgt lauten: Gamma-Diversität = 10, Alpha-Diversität = 5 und Beta-Diversität = 5; die Gamma-Diversität von B wäre also höher als jene von A obwohl die Alpha-Diversität von A und B gleich hoch war. Je unterschiedlicher einzelne Flächen also sind, desto höher ist der Beitrag ihrer Beta-Diversität für die Gesamt- (d. h. Gamma-) Diversität.

sichtigung finden [9]. Dies erfordert jedoch

1) unterschiedlichste Experten, die die Arten bestimmen,
2) logistische Herausforderungen bei den Inventuren, die zeitgleich auf denselben Untersuchungsflächen erfolgen müssen und damit
3) hohe finanzielle Ressourcen.

All dies sind Gründe, weshalb entsprechende Untersuchungen bislang nicht durchgeführt werden konnten. Erst mit der Einrichtung der sogenannten Biodiversitäts-Exploratorien ist dies möglich geworden. Dabei handelt es sich um ein langfristig angelegtes Forschungsprogramm der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) zur Erforschung der Beziehung zwischen Landnutzungsintensität und Biodiversität. Die Grundlage dafür stellen 150 jeweils 1 ha große Waldflächen in drei Regionen Deutschlands (Schorfheide-Chorin, Hainich-Dün, Schwäbische Alb), die alle relevanten Bestandesphasen umfassen (dazu kommen 150 weitere Flächen im Grünland) [9]. Im Folgenden werden auf der Grundlage von Diversitätsdaten von 15 taxonomischen Gruppen Ergebnisse aus den Buchenwäldern der Hainich-Dün-Region vorgestellt. Im Vordergrund steht dabei die Frage, inwieweit sich die Diversität von Beständen des Schirmschlag- von der des Plenterbetriebes unterscheidet. Als Referenz (die jedoch Einschränkungen unterliegt, siehe unten) dienen Flächen aus dem Nationalpark Hainich, die seit ca. 40 Jahren nicht mehr bewirtschaftet wurden und zuvor als mi-

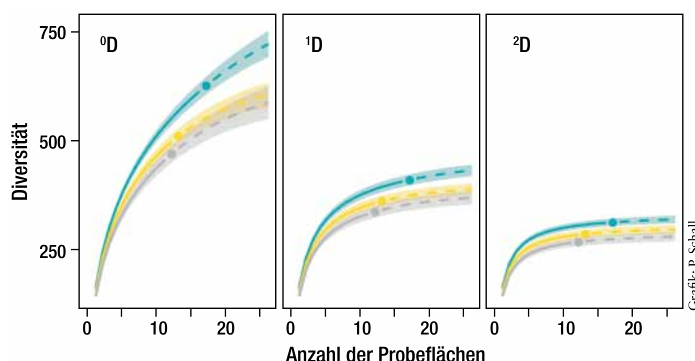


Abb. 1: Artenakkumulationskurven am Beispiel der Käfer (Erläuterung siehe Text). Altersklassenwald: cyan, Plenterwald: gelb, unbewirtschafteter Wald: grau

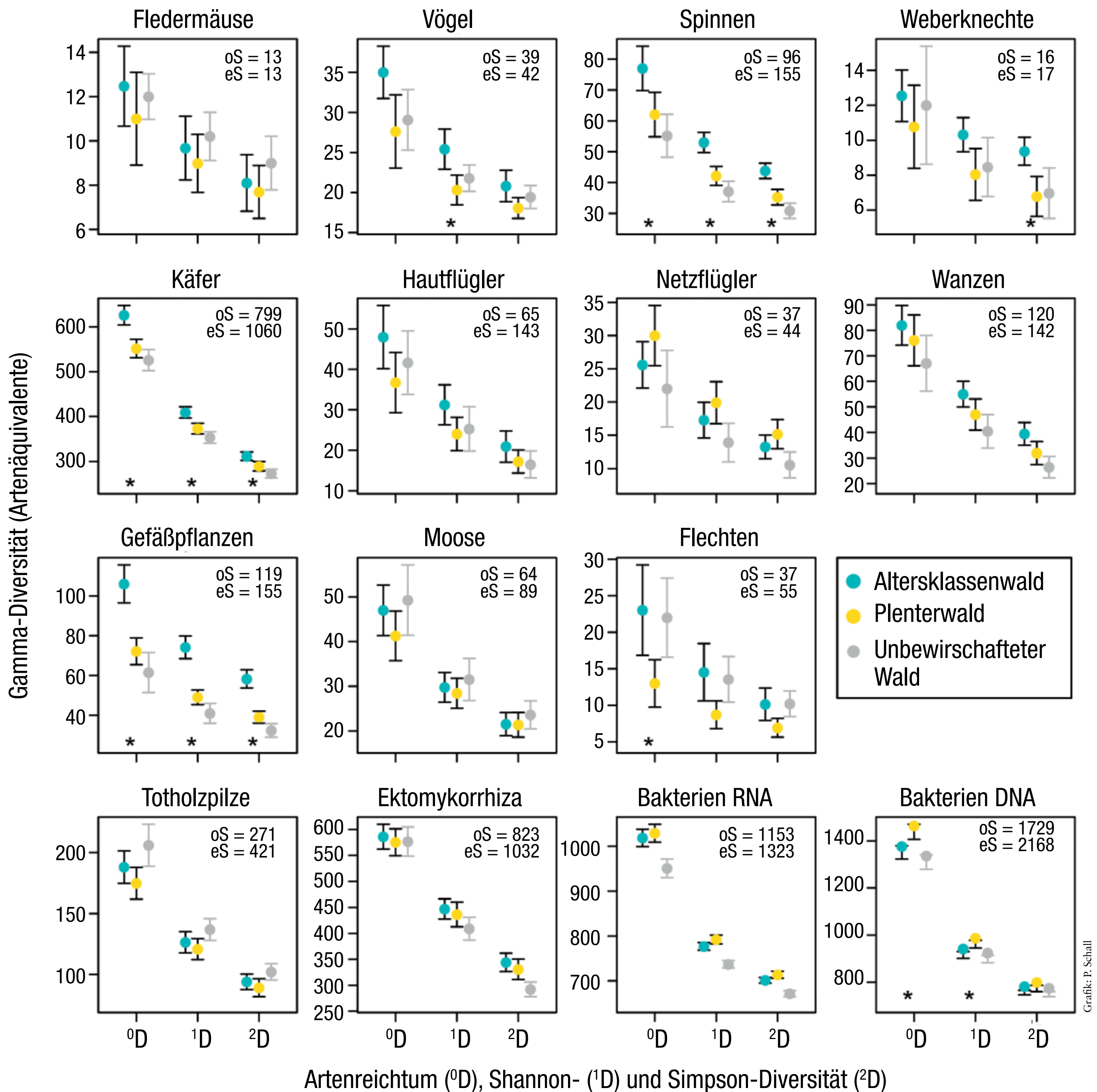


Abb. 2: Gamma-Diversität verschiedener Artengruppen in Altersklassenwald, Plenterwald und Naturwald (nicht uneingeschränkt mit Altersklassenwald und Plenterwald vergleichbar, da geringere Entfernung zwischen den Flächen und daher Referenz mit eingeschränkter Aussagekraft, vgl. Text). Sternchen symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen Altersklassen- und Plenterwald. Verändert aus [10].

litärischem Sperrgebiet Nutzungsbeschränkungen unterlagen. Die Ergebnisse fassen die wesentlichen Befunde einer von Schall, Gossner et al. (2017) in der Zeitschrift Journal of Applied Ecology [10] erschienenen Veröffentlichung zusammen und leiten daraus Schlussfolgerungen zur Wirkung unterschiedlicher Waldbausysteme auf die Biodiversität in Wäldern ab.

Ergebnisse

In Abb. 2 sind die Gamma-Diversitäten der 15 Artengruppen getrennt nach den Diversitätsmaßen (^0D, ^1D, ^2D, vergleiche oben) für die drei Betriebsformen aufgetragen. Für die Interpretation der Ergebnisse ist wichtig, dass ein echter Vergleich nur zwischen Altersklassenwald und Plenterwald möglich ist, da nur dort der mittlere Abstand zwischen den einzelnen Flächen in etwa vergleichbar ist (Tab. 1). Es ist leicht einzusehen, dass die Beta-Diversität einer Waldbehandlung vermutlich nicht nur davon abhängt, ob die verschiedenen Flächen einer Variante aufgrund unterschiedlich strukturierter Bestände unterschiedliche Lebensbedingungen bieten, sondern auch davon, wie weit sie voneinander entfernt sind. Vereinfacht kann gesagt

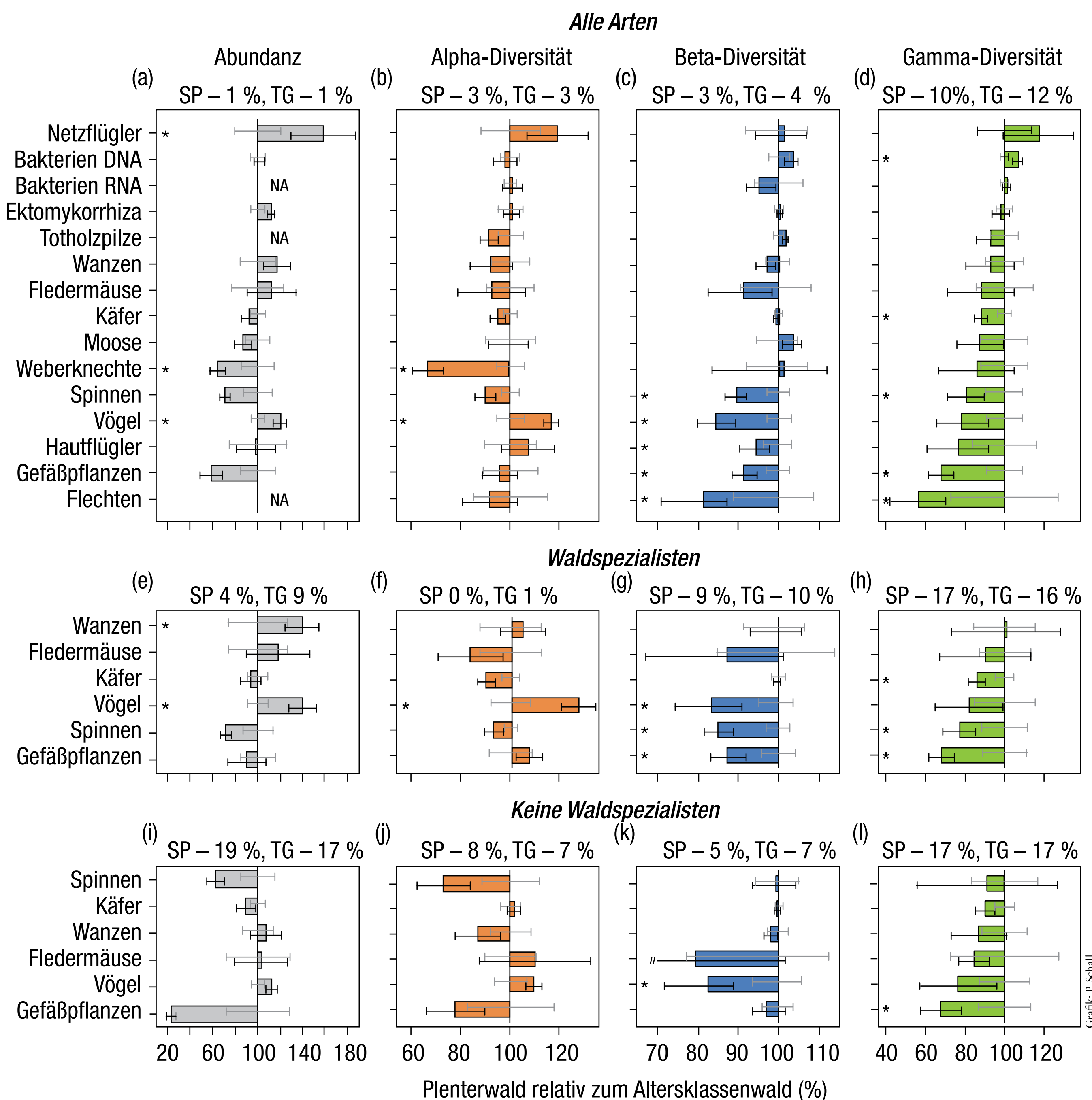


Abb. 3: Abundanz, Alpha-, Beta- und Gamma-Diversität (jeweils 0D) der 15 untersuchten Artengruppen von Altersklassenwald und Plenterwald im Vergleich. Die Skala auf der x-Achse zeigt die Richtung der Unterschiede an. Säulen, die nach links zeigen (Werte < 100), weisen auf geringere, Säulen, die nach rechts zeigen (Werte > 100), auf höhere Werte im Plenterwald hin. Signifikante Unterschiede sind durch ein Sternchen gekennzeichnet. Dargestellt sind die Ergebnisse für alle Arten (a-d) und für diejenigen Artengruppen, für die Waldartenlisten vorliegen. Für diese erfolgte eine getrennte Darstellung nach Waldspezialisten (e-h) und Nicht-Waldspezialisten (i-l). Verändert aus [10]. TG -12 % bedeutet, dass über alle Artengruppen hinweg im Plenterwald 12 % weniger Arten vorhanden sind als im Altersklassenwald; bei SP werden bei der Mittelbildung die Artengruppen entsprechend ihrer Artenzahl gewichtet.

werden, dass ein größerer Abstand per se eine größere Unähnlichkeit der Flächen in Bezug auf die Artengemeinschaften aufgrund von veränderten Umweltbedingungen bedeutet, also auf eine erhöhte Beta-Diversität hinausläuft. Beim Vergleich der Gamma-Diversität beispielsweise von Altersklassen- und Naturwald kann also nicht gesagt werden, ob eine eventuell höhere Artenzahl im Altersklassenwald daher rührt, dass er unterschiedlichere Licht- und Wärmebedingungen bietet, die in der Folge unterschiedlichen Artengruppen zugute kommen, oder ob dafür lediglich die großräumigere Verteilung der Flächen in der Landschaft entscheidend ist. Zudem sind „Naturwälder“, auch wenn sie mittlerweile seit einigen Jahrzehnten ungenutzt sind, von ihrer vorhergehenden Bewirtschaftungsvergangenheit geprägt und nicht mit Urwäldern zu verwechseln. Wir zeigen die im Naturwald gefundenen Ergebnisse in Abb. 2 aber dennoch, da sie für die Interpretation der Bewirtschaftungseffekte wichtige Hinweise geben:

wäre die Artenzahl bzw. Diversität in den beiden bewirtschafteten Waldbehandlungstypen unserer Studie nämlich geringer, obwohl beide Systeme weiter voneinander entfernte und deshalb potenziell verschiedenere Flächen umspannen, wäre dies ein eindeutiger Hinweis auf einen negativen Einfluss der Bewirtschaftung auf die Biodiversität.

Wie sich zeigte (Abb. 2), ist das nicht der Fall. So ergibt sich für den Naturwald in keinem Fall eine signifikant höhere Gamma-Diversität als für die beiden Systeme des Wirtschaftswaldes. Für einige Gruppen liegt der Altersklassenwald sogar über den im Naturwald erreichten Werten (z. B. bei den Spinnen, Käfern und Gefäßpflanzen, bei denen sich die Konfidenzgrenzen nicht überlappen), was jedoch, wie gesagt, auch an den Unterschieden in der Verteilung im Raum oder an der früheren Nutzung der Naturwaldflächen liegen kann und daher vorsichtig interpretiert werden muss. Interessanterweise zeigen sich diese Unterschiede auch dann, wenn man nicht die gesamten Arten in Betracht zieht, sondern nur die reinen Waldspezialisten unter den Spinnen, Käfern und Gefäßpflanzen berücksichtigt [10].

Wesentlich klarer und bei Spinnen, Käfern, Gefäßpflanzen, Flechten, Vögeln und Bakterien in mindestens einem Diversitätsmaß signifikant, sind die Unterschiede zwischen Altersklassen- und Plenterwald. Von den Bakterien abgesehen, liegt in allen genannten Fällen die Gamma-Diversität des Systems des Altersklassenwaldes über jener des Plenterwaldes. Es zeigt sich, dass die hohe Gamma-Diversität im Altersklassenwald in vielen Fällen auf eine hohe Beta-Diversität zurückgeht und damit auf einer hohen Unterschiedlichkeit in der Artenausstattung der Flächen beruht. Ein gutes Beispiel hierfür sind die auf Wald als Lebensraum spezialisierten Vogelarten (mittlere Darstellung in Abb. 3). Von diesen fanden sich im Plenterwald signifikant mehr Vögel (linke Säule Abundanz) und eine höhere mittlere Artenzahl pro Fläche (zweite Säule Alpha-Diversität). Allerdings setzt sich diese ganz offenbar aus stets mehr oder weniger gleichen Arten zusammen, während im Altersklassenwald auf den verschiedenen Flächen jeweils unterschiedliche Waldarten vorkommen. Deshalb ist die Beta-Diversität dort signifikant höher. Diese Unterschiedlichkeit der Verhältnisse im Altersklassenwald korrespondiert mit der größeren Variation einiger der in Tab.1 aufgelisteten Größen wie der mittleren Temperaturdifferenz, die sich aus den sehr unterschiedlichen Entwicklungsstadien der Bestände ergibt. Es leuchtet ein, dass besonnte Stämme oder Bodenpartien im Altersklassenwald phasenweise vorgefunden werden können, im geschlossenen Plenterwald oder bei Bewirtschaftungskonzepten, die auf besonders hohe Bestandesvorräte abzielen, dagegen die Ausnahme darstellen. Wie bedeutsam besonnte Partien beispielsweise für Totholzkäfer sind, zeigen Studien aus dem Nationalpark Bayerischer Wald [11, 16]. Die betreffenden Analysen ergaben, dass sich in Beständen mit im Mittel 15 Fm Totholz in warm-besonnter Lage etwa ebenso viele Totholzkäferarten fanden wie in Beständen, bei denen 100 Fm Totholz kühl-feucht lagerten. Mit Blick auf das Totholz dürften auch in unserer Untersuchung ähnliche Effekte eine Rolle gespielt haben, denn es befand sich insbesondere in den Dickungen und auf den Schirmschlägen relativ viel Totholz. Dies könnte erklären, warum im Altersklassenwald signifikant mehr Totholzkäferarten zu finden waren als im Plenterwald. Keine signifikanten Unterschiede ließen sich bei den seltenen Käferarten und den Käferarten der Roten Liste (insgesamt nur wenige Arten) finden [10]. Interessanterweise lagen auch bei diesen Gruppen beide Betriebsformen nicht unter den im Naturwald gefundenen Werten.

Schlussfolgerungen

Unsere Untersuchungen deuten darauf hin, dass sich eine hohe Biodiversität auf Landschaftsebene vor allem dann einstellt bzw. hält, wenn die Vielfalt der angebotenen Lebensräume hoch ist. Insofern spricht aus Sicht der Biodiversität viel für Betriebsformen, die auf Landschaftsebene großflächig homogene Waldlandschaften in räumlicher und zeitlicher Hinsicht vermeiden. Diese Schlussfolgerung mag angesichts der kleinflächigen natürlichen Störungsdynamik der Buche überraschen. So zeigt die Buche in Urwäldern eine zwar auf kleinster Fläche große Heterogenität der Verhältnisse, großflächig baut sie aber eher relativ homogene Bestandesstrukturen auf [12]. Es deutet allerdings immer mehr darauf hin, dass die Bedeutung größerer Störungen für das Störungsregime der Buche bislang unterschätzt wurde [13, 14] und viele Arten auf diese Störungen angewiesen sind, bzw. ohnehin lichtere Bestände bevorzugen [17]. Der Bedeutung der Heterogenität der Umweltbedingungen könnte eine multifunktionale Waldbewirtschaftung dadurch Rechnung tragen, dass sie bereits auf Bestandesebene unterschiedliche Waldbehandlungen nicht nur zulässt, sondern darauf hinarbeitet. Ungenutzte Flächen sind ein wichtiges Element eines solchen Konzeptes der räumlich und zeitlich dynamischen He-

Literaturhinweise:

[1] AMMER, C. (2009): Plädoyer für eine Neuorientierung des Jagens. AFZ-DerWald, 64. Jg., Nr, 3, S. 146-149.
[2] SCHULZE, E.-D.; AMMER, C. (2015). Spannungsfeld Forstwirtschaft und Naturschutz. Biologie in unserer Zeit, 45/5, S. 304-314.
[3] SUDA, M.; PUKALL, K. (2014): Multifunktionale Forstwirtschaft zwischen Inklusion und Extinktion (Essay). Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 165(11), S. 333-338.
[4] SCHRAMM, E.; HARTARD, B. (2009): Biodiversität und Klimawandel in der Naturwalddebatte – eine Diskursfeldanalyse. BiKF Knowledge Flow, Paper 2, S. 1-14.
[5] Disput von SCHULZE et al. versus IBISCH et al. (2017): Natur- und Landschaft, 92, S. 331-332.
[6] NAGEL, V.; SPELLMANN, H. (2008): Wachstum, Behandlung und Ertrag von Reinbeständen der Rotbuche (Fagus sylvatica L.) in Nordwestdeutschland. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Bd. 3, S. 221-265.
[7] MEYER, P.; SCHMIDT, M. (2008): Aspekte der Biodiversität von Buchenwäldern – Konsequenzen für eine naturnahe Bewirtschaftung. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Band 3, S. 159-192.
[8] KLEIN, M.; KLUTTIG, H. (2007): Forstwirtschaft und naturverträgliche Nutzung von Buchenwäldern. Natur und Landschaft, 82, S. 426-428.
[9] FISCHER, M.; BOSSDORF, O.; GOCKEL, S.; HÄNSEL, F.; HEMP, A. et al. (2010): Implementing large-scale and long-term functional biodiversity research: The Biodiversity Exploratories. Basic and Applied Ecology, 11(6), S. 473-485.
[10] SCHALL, P.; GOSSNER, M. M.; HEINRICHS, S.; FISCHER, M.; BOCH, S. et al. (2017): The impact of even-aged and uneven-aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. Journal of Applied Ecology, DOI: 10.1111/1365-2664.12950.
[11] MÜLLER, J.; BRUSTEL, H.; BRIN, A.; BUSSLER, H.; BOUGET, C. et al. (2015): Increasing temperature may compensate for lower amounts of dead wood in driving richness of saproxylic beetles. Ecography, 38, S. 499-509.
[12] HOBI, M. L.; COMMARMOT, B.; BUGMANN, H. (2015): Pattern and process in the largest primeval beech forest of Europe (Ukrainian Carpathians). Journal of Vegetation Science, 26, S. 323-336.
[13] NAGEL, T. A.; DIACI, J. (2006): Intermediate wind disturbance in an old-growth beech-fir forest in southeastern Slovenia. Canadian Journal of Forest Research, 36, S. 629-638.
[14] JALOVIAR, P.; SANIGA, M.; KUCBEL, S.; PITTNER, J.; VENCURIK, J.; DOVCIAK, M. (2017): Seven decades of change in an European old-growth forest following a stand-replacing wind disturbance: A long-term case study. Forest Ecology and Management, 399, S. 197-205.
[15] KNOKE, T. (2009): Zur finanziellen Attraktivität von Dauerwaldwirtschaft und Überführung: eine Literaturanalyse. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 160, S. 152-161.
[16] SEIBOLD, S.; BÄSSLER, C.; BRANDL, R.; BÜCHE, B.; SZALLIES, A.; THORN, S.; ULYSHEN, M. D.; MÜLLER J. (2016): Microclimate and habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood. Journal of Applied Ecology 53, S. 934-943.
[17] BOCH, S.; PRATI, D.; MÜLLER, J.; SOCHER, S. A.; BAUMBACH, H.; BUSCOT, F.; GOCKEL, S.; HEMP, A.; HESSENMÖLLER, D.; KALKO, E. K. V.; LINSENMAIR, K. E.; PFEIFFER, S.; POMMER, U.; SCHÖNING, I.; SCHULZE E.-D.; SEILWINDER, C.; WEISSER W. W.; WELLS, K.; FISCHER, M (2013): High plant species richness indicates management-related disturbances, rather than the conservation status of forests. Basic and Applied Ecology, 14, S. 496-505.
[18] SCHULZE, E.-D. (2017): Effects of forest management on biodiversity in temperate deciduous forests: an overview based on Central European beech forests. Journal for Nature Conservation, im Druck.

terogenität. Zu welchem Anteil solche Flächen im Hinblick auf die Biodiversität notwendig sind und ob es sich dabei um Großschutzgebiete oder viele kleine im Land verteilte Flächen handeln sollte, hängt von der gesellschaftlichen Gewichtung verschiedener Ziele der Biodiversitätsförderung ab, z. B. ob alle Artengruppen in ähnlichem Maß gefördert werden oder ob bestimmte Gruppen oder Arten bevorzugt werden sollen. Die vorliegende Untersuchung deutet an, dass angesichts der Vielfalt der Arten, denen grundsätzlich jeweils dasselbe Lebensrecht zusteht, und der Vielfalt ihrer Ansprüche, viel für eine Vielfalt der Waldstrukturen spricht und sowohl bewirtschaftete als auch unbewirtschaftete Waldflächen positive Wirkungen für die Biodiversität erzielen können [18]. Vor diesem Hintergrund leiten wir aus unseren Ergebnissen folgende Schlussfolgerungen ab:

- Eine höhere Diversität der Betriebsformen (inklusive ungenutzter Naturwaldflächen) in der Landschaft resultiert, falls ausreichend Totholz vorhanden ist, in einer höheren Diversität, auch jener von Waldspezialisten und seltenen Arten [10]. Geeignete forstliche Bewirtschaftungsformen wirken sich auf Landschaftsebene demnach nicht zwangsläufig negativ auf die Entwicklung der Biodiversität von Buchenwäldern aus.
- Waldbausysteme, die auf der Landschaftsebene eine räumliche und zeitliche Heterogenität erzeugen, scheinen die Biodiversität positiv zu beeinflussen.
- Ungleichaltrige Buchenwälder haben viele Vorteile (u. a. Wirtschaftlichkeit, Stabilität [15]). Hinsichtlich der Biodiversität scheinen sie in der derzeitigen Ausprägung etwas schlechter abzuschneiden als Altersklassenwälder, wenn man bei diesen alle Altersstadien berücksichtigt.
- Multifunktionale Forstwirtschaft schließt neben genutzten auch ungenutzte Flächen ein; beide leisten einen bedeutenden Beitrag für den Erhalt einer hohen Artenvielfalt.

Diese Arbeit basiert auf Daten, die im Rahmen des DFG Schwerpunktprogramms 1374 ‚Infrastruktur- Biodiversitätsexploratorien' erhoben wurden. Die Erlaubnis für die Aufnahmen wurden von den zuständigen Naturschutzbehörden in Baden-Württemberg, Thüringen und Brandenburg (nach § 72 BbgNatSchG) eingeholt.



Prof. Dr. Christian Ammer, christian.ammer@forst.uni-goettingen.de, leitet die Abteilung für Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen, der Georg-August Universität Göttingen. **Dr. Peter Schall** ist dort wissenschaftlicher Mitarbeiter und war zusammen mit **Dr. Martin Goßner**, WSL Birmensdorf, federführend verantwortlich für die hier vorgestellte Studie. **Prof. Dr. Markus Fischer** ist Pflanzenökologe, leitet das Institut für Pflanzenwissenschaften der Universität Bern und ist der Sprecher der Biodiversitätsexploratorien.